



Leddjurssammansättningen i kenyanska majsält

– Vilken inverkan har altitud och push-pull på rovdjurssamhällen?

Arthropod diversity in Kenyan maizefields

– What effect does altitude and push-pull have on predator communities?

Johanna Viker

Självständigt arbete • 15 hp

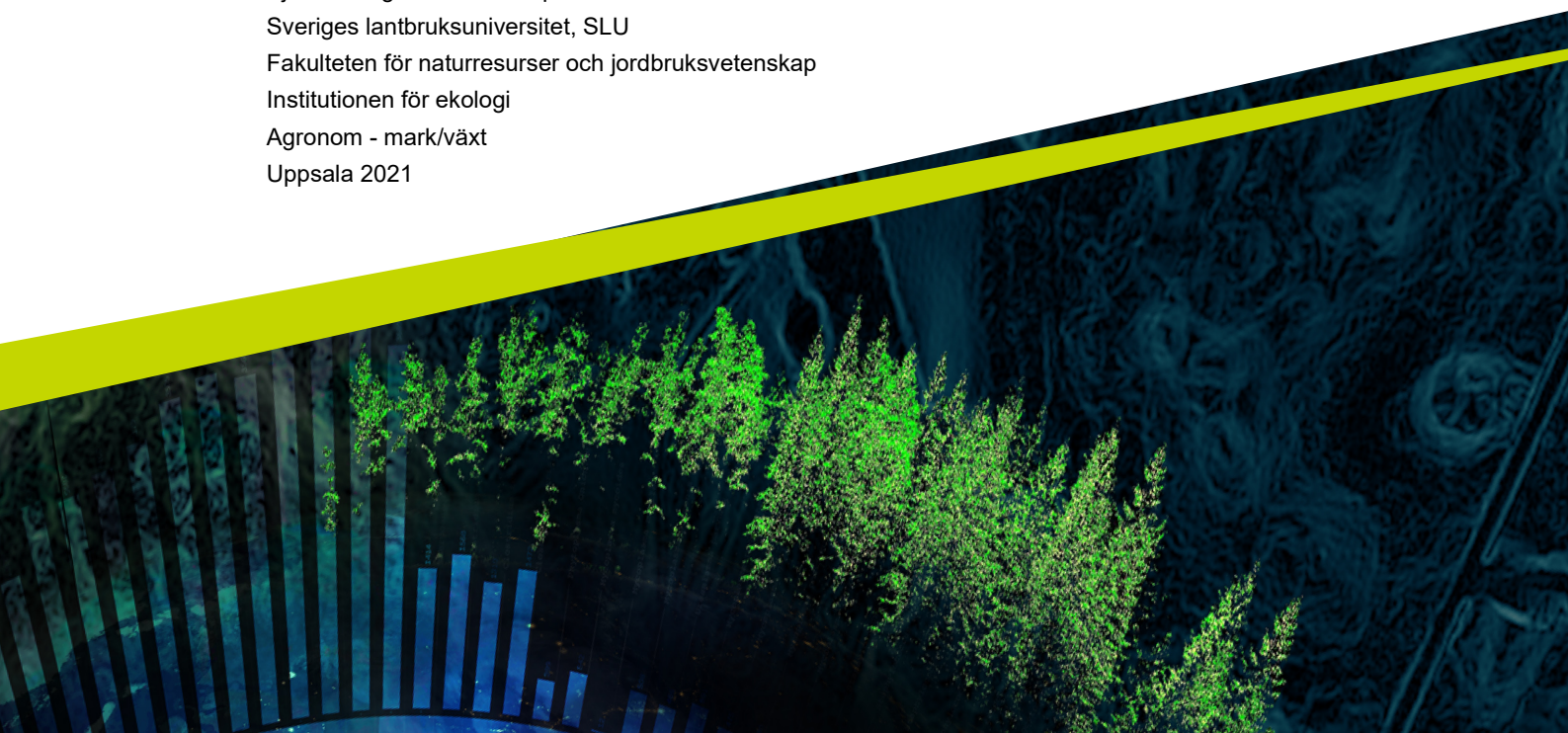
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap

Institutionen för ekologi

Agronom - mark/växt

Uppsala 2021



Leddjurssammansättningen i kenyanska majsält – Vilken inverkan har altitud och push-pull på rovdjurssamhällen?

Arthropod diversity in Kenyan maizefields

– What effect does altitude and push-pull have on predator communities?

Johanna Viker

Handledare: Benjamin Feit, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för ekologi
Bitr. handledare: Mattias Jonsson, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för ekologi
Examinator: Sigrun Dahlin, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för mark och miljö

Omfattning: 15 hp
Nivå och fördjupning: Grundnivå, G2E
Kurstitel: Självständigt arbete i biologi, G2E
Kurskod: EX0894
Program/utbildning: Agronom - mark/växt
Kursansvarig inst.: Institutionen för vatten och miljö

Utgivningsort: Uppsala
Utgivningsår: 2021

Nyckelord: altitud, diversitet, Kenya, majs, push-pull, rovdjur

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap

Institutionen för ekologi

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver godkänna publiceringen. Om du kryssar i **JA**, så kommer fulltexten (pdf-filen) och metadata bli synliga och sökbara på internet. Om du kryssar i **NEJ**, kommer endast metadata och sammanfattning bli synliga och sökbara. Fulltexten kommer dock i samband med att dokumentet laddas upp arkiveras digitalt.

Om ni är fler än en person som skrivit arbetet så gäller krysset för alla författare, ni behöver alltså vara överens. Läs om SLU:s publiceringsavtal här: <https://www.slu.se/site/bibliotek/publicera-och-analysera/registrera-och-publicera/avtal-for-publicering/>.

☒ JA, jag/vi ger härmed min/vår tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

☐ NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.

Sammanfattning

Samodling med push-pull används inom majsodling som växtskyddsstrategi mot skadegörande fjärilslarver. Genom att erbjuda alternativa resurser och gynnsamt mikroklimat kan systemet skapa förutsättningar för att gynna rovlevande leddjur som utför biologisk bekämpning på skadedjuren. Lite är i nuläget känt om altitudens inverkan på rovdjurssamhällen i dessa odlingssystem.

I den här studien undersöks hur altitud och odlingssystem med push-pull eller samodling av bönor påverkar rovdjurssamhällenas diversitet, jämnhet och sammansättning. Leddjur infångades på försöksfält i Kenya på olika altituder och i de två olika odlingssystemen. Shannons diversitetsindex (H) och jämnhet (E_H) beräknades för de olika fälten, och en GLMM modell användes för att undersöka effekten av olika parametrar på diversitet och jämnhet.

Resultaten visar ingen effekt av odlingssystemen på de beroende variablerna H och E_H , men däremot en signifikant minskning av H och E_H vid 1650 m ö.h. Den totala abundansen var fortsatt hög vid 1650 m ö.h. trots minskad diversitet. Två myrsläkter som på lägre altituder förekommit i låg abundans dominerade på 1650 m ö.h. Myrsläkten utgjorde majoriteten av totalabundansen hos alla samhällen.

Den likvärdiga effekten av odlingssystemen på rovdjurssamhällena kan bero på att de erbjuder liknande resurser. Den lägre diversiteten på 1650 m ö.h. kan innebära försämrad kapacitet för rovdjurssamhället att utöva biologisk bekämpning av skadegörande fjärilslarver. Datamaterialet kunde hanterats noggrannare för att ge tydligare svar på eftersökta frågor.

Nyckelord: Altitud, Diversitet, Kenya, Majs, Push-pull, Rovdjur

Abstract

Intercropping with push-pull is used in maize fields as pest control of stemborers and fall armyworm. Through offering alternative resources and a favorable microclimate, it creates conditions to support the arthropod predator community who performs biological control on these pests. Little is currently known of altitudes effect on predator communities in these cropping systems.

This study explores how altitude and the cropping systems push-pull or intercropping with beans affects the predator communities' diversity, evenness, and composition. Arthropods were captured in maizefields in Kenya at different altitudes in the two different cropping systems. Shannon's diversity index (H) and evenness (E_H) was calculated for the different fields, and an GLMM model was used to evaluate the effect of different parameters on diversity and evenness.

The results show no significant effect of the cropping systems and the dependent variable H and E_H , but a significant decrease of H and E_H at 1650 m.a.s.l. Total abundance was high at 1650 m.a.s.l. despite loss of diversity. Two genera of ants who appeared in small numbers at lower altitudes dominated at 1650 m.a.s.l. Genera of ants made up most of the total abundance in all communities.

The similar effect of the cropping system on the predator community can be a result of offering similar resources. The lower diversity at 1650 m.a.s.l. may indicate a lower capacity of the predator community to perform biological control on stemborers and fall armyworm. The data could have been handled in a more precise manner to ensure clearer answers to the questions posed.

Keywords: Altitude, Diversity, Kenya, Maize, Predators, Push-pull

Innehållsförteckning

Tabellförteckning	8
Figurförteckning	9
Förkortningar	10
1. Inledning	11
2. Bakgrund	12
2.1. Push-pull	12
2.2. Rovlevande leddjur	14
2.3. Diversitet och resiliens	15
2.4. Altitud och klimat	16
3. Syfte och frågeställning	17
4. Metod	18
4.1. Datainsamling	18
4.2. Dataredigering	19
4.3. Shannons diversitets index	20
4.4. Statistisk analys	20
5. Resultat	21
5.1. Diversitet och jämnhet	21
5.2. Populationssammansättning	24
5.3. Sammansättning av familjen myror	30
6. Diskussion	32
6.1. Odlingssystem och diversitet	32
6.2. Altitud och diversitet	33
6.3. Kritik	35
Referenser	36
Tack	41
Bilaga 1	42
Bilaga 2	43

Tabellförteckning

Tabell 1. Förenkling av altitudgradienten till fyra kategorier och det egentliga intervallet (m ö.h.)	19
Tabell 2. Shannons diversitetsindex (H), Shannons jämnhetsindex (E_H), rovdjursabundans och rikedom beräknad för odlingssystem utan push-pull (NPP) kategoriserat efter fält på olika altitud.....	21
Tabell 3. Shannons diversitetsindex (H), Shannons jämnhetsindex (E_H), rovdjursabundans och rikedom beräknad för odlingssystem med push-pull (PP) kategoriserat efter fält på olika altitud.....	22
Tabell 4. Procent av den totala abundansen i rovdjurssamhällen belägna i olika odlingssystem och altituder för de släkten som utgör > 5% av den totala abundansen.	26
Tabell 5. Abundans kategoriserad efter ordning och tillhörande familjer i odlingssystem utan push-pull (NPP) på olika altituder.	27
Tabell 6. Abundans kategoriserad efter ordning och tillhörande familjer i odlingssystem med push-pull (PP) på olika altituder	28

Figurförteckning

Figur 1. Lådagram med Shannons diversitetsindex (H) för odlingssystem utan push-pull (NPP) och med push-pull (PP) indelat i kategorier av altitud.....	23
Figur 2. Lådagram med Shannons jämnhetsindex (E_H) för odlingssystem utan push-pull (NPP) och med push-pull (PP) indelat i kategorier av altitud.....	23
Figur 3. Staplad stapel med numerisk abundans av leddjurssläkten förekommande i fält på olika altituder utan push-pull (NPP). För serieförklaring, se Bilaga 1.	24
Figur 4. Staplad stapel med numerisk abundans av leddjurssläkten förekommande i fält på olika altituder med push-pull (PP). För serieförklaring, se Bilaga 1.	25
Figur 5. Abundans av rovdjur i odlingssystem utan push-pull (NPP) på olika altituder, kategoriserat efter ordning.	29
Figur 6. Abundans av rovdjur i odlingssystem med push-pull (PP) på olika altituder, kategoriserat efter ordning.....	29
Figur 7. Staplad stapel över numerisk abundans av myrsläkten förekommande i prov på olika altituder utan samodling med push-pull (NPP). För serieförklaring, se Bilaga 2.....	30
Figur 8. Staplad stapel över numerisk abundans av Formicidae genus förekommande i prov på olika altituder med samodling med push-pull (PP). För serieförklaring, se Bilaga 2.	31

Förkortningar

HIPV	Herbivore induced plant volatiles
m ö.h.	Meter över havet
GLMM	Generalized linear mixed model
NPP	Icke push pull
PP	Push-pull

1. Inledning

Majs (*Zea mays* L.) är en av de mest odlade grödorna i Kenya, där jordbruk sysselsätter över 40% av invånarna (FAO 2021). Under de senaste 50 åren har produktionsvolymerna i landet stagnerat samtidigt som antalet invånare fortsätter att öka (Ray et al. 2012). Till år 2030 förväntas undernäring drabba 34 % av befolkningen i Östafrika (FAO 2020). Ett av de största hindren jordbrukarna står inför är skadedjur från ordning *Lepidoptera* (fjärilar) och den negativa inverkan de har på skörden (De Groote 2002).

På engelska kallas den allvarligaste gruppen av skadegörande fjärilar ”*Stem borers*” efter den skada larverna orsakar genom att äta sig in i stjälken på majsplantorna (De Groote 2002). Väl inne kan gnagandet leda till förstörelse av huvudskott, ledningsvävnad, eller att stjälken försvagas tills den knäcks (De Groote 2002). De viktigaste av dessa skadedjur i Kenya, *Busseola fusca* (Fuller) och *Chilo partellus* (C. Swinhoe), kan orsaka 10–20% förlust av förväntad skörd beroende på var i landskapet gården är belägen (De Groote 2002). Sedan år 2016 har ytterligare ett allvarligt skadedjur inom fjärilsfamiljen, majsfly (*Spodoptera frugiperda* (Smith)), etablerat sig på de flesta platser i Afrika (De Groote et al. 2020). Majsfly orsakar i nuläget en tredjedel av landets totala skördeförluster av majs (De Groote et al. 2020).

Genom att minska den skada som orsakas av fjärilslarverna skulle lantbrukarnas försörjningsmöjligheter förbättras, men det kräver hållbara lösningar som är kompatibla med lantbrukarnas socioekonomiska och resursbetingade begränsningar. Push-pull är en växtskyddsstrategi som manipulerar en organisms beteende genom att använda växters kemiska egenskaper för att stimulera skadedjuret till att undvika grödan och söka sig till ett annat mål (Cook et al. 2007). Metodiken kan nyttjas som alternativ till bekämpningsmedel och drar nytta av ekologiska processer (Cook et al. 2007). Genom denna uppsats undersöks några egenskaper av push-pull i Kenyanska majsodlingar vilka kan bidra till att skydda grödan mot skadegörande fjärilar.

2. Bakgrund

2.1. Push-pull

Push-pull utformad som växtskydd för majs mot skadegörande fjärilslarver i Östafrika använder samodling av en repellerande gröda ("Push") och en attraherande gröda ("Pull") som planteras runt om fälten (Khan et al. 2010). Genom att använda flyktiga kemikalier som utsöndras av dessa plantor kan beteendet hos mottagliga skadedjur manipuleras (Khan et al. 2010). Som växtskydd är push-pull mindre arbetsintensivt och säkrare än användning av kemiska bekämpningsmedel för människa och miljö (Gurr et al. 2012). Push- och pull-grödorna kan uppfylla andra funktioner på gården, till exempel kvävefixering, ogräsbekämpning, och användning som foder (Gurr et al. 2012). Under rätt betingelser har studier visat att push-pull kan minska allvarlighetsgraden av angrepp och öka skördeavkastningen (Midega et al. 2015, 2018).

Herbivore induced plant volatiles (HIPV) är en grupp flyktiga ämnen som utsöndras av plantor när dess vävnad skadas (Dicke & van Loon 2000). *Desmodium spp.* är det vanligaste släktet som används som push-gröda (Khan et al. 2000). De flyktiga kemikalier som växterna utsöndrar liknar majsens HIPV vilket gör de vuxna fjärilarna mindre benägna att lägga ägg i beståndet (Khan et al. 2000). Signalen tolkas av skadedjuren som att majsens utsatt för en stor mängd herbivorer och att beståndet möjligen är olämpligt för äggläggning i och med risken för konkurrens (Khan et al. 2010). Samtidigt kan vissa naturliga fienden attraheras av indikationen på bytesdjur (Khan et al. 2010).

Det finns flera gräsarter som kan användas som pull-gröda, exempelvis *Cenchrus purpureus* (Schumach.) ("Napier grass"), *Sorghum sudanense* (Piper) ("Sudan grass"), *Brachiaria brizantha* (A. Rich.) ("Palisade signalgrass"). I studier har dessa visat sig avge kemikalier som uppfattas av de vuxna fjärilarna som förekomst av en attraktivare värdväxt än majs (Khan et al. 2000). Kemikalierna stimulerar fjärilarna till äggläggning, men få larver överlever till fullvuxen utveckling eftersom gräsen är näringsfattiga och har en tjock sav som larverna fastnar i (Khan et al. 2007).

Skadedjurens förekomst i majs kan påverkas av omgivande vegetation och landskapskomplexitet (Midega et al. 2014). De skadegörande fjärilarna har många värdväxter och kan som vuxna flyga långa sträckor i sökande efter en lämplig värdväxt (Midega et al. 2018). En mer komplex sammansättning av vegetationen i omgivande landskap kring odlingar med push-pull har visat sig korrelera med högre förekomst av skadegörande fjärilslarver i majsbestånden (Midega et al. 2014). Detta är troligen för att gräsmarker innehåller alternativa värdväxter (Midega et al. 2014).

En *top-down* effekt syftar på rovdjurs inverkan på herbivorer i ett system, och *bottom-up* syftar på växternas effekt på dess herbivorer (Gurr et al. 2017). Inverkan av push-pull på ekosystemet kan liknas vid en *bottom-up* effekt, där habitat- och kemisk manipulering har en negativ effekt på skadedjurens förekomst och en positiv effekt på dess naturliga fienders förekomst (Gurr et al. 2017).

2.2. Rovlevande leddjur

Arter som utför liknande ekosystemfunktioner grupperas i funktionella grupper (Cardoso et al. 2011). Ett rovdjur dödar och konsumerar andra organismer (Gurr et al. 2012). Den funktionella gruppen för generalistiska rovdjur utmärks av att deras föda inte begränsas till ett specifikt byte; valet av föda är anpasslig och varierar efter miljö och behov (Hurd 2008). De skiljs från specialister som är beroende av enskilda arter som byte (Gurr et al. 2012). Den funktionella gruppen för generalistiska rovdjur inkluderar inte parasiter och parasitoider (Gurr et al. 2012).

En ökad mångfald i beståndet lockar fler rovdjur och dess alternativa byten då variationen av mikroklimat och variationen av föda över säsongen är mer gynnsam än i många monokulturer (Andow 1991). En metaanalys av Letourneau et al. (2009) visar att ökad artrikedom av ett skadedjurs naturliga fiender oftast är förknippat med starkare *top-down* reglering av de skadedjuren. Samtidigt kan större artrikedom bland rovdjur innebära fler komplementära strategier som kontrollerar skadedjurens förekomst (Letourneau et al. 2009). Komplementära strategier syftar på att olika rovdjur har olika tillvägagångssätt för att jaga byten vilket möjliggör en samexistens i samma habitat utan att direkt konkurrera med varandra (Gurr et al. 2012). Exempel på komplementära strategier är att olika rovdjur är aktiva olika delar av växtsäsongen, konsumerar olika utvecklingsstadier av samma byte eller söker byten på olika sätt (Gurr et al. 2012). Ökad diversitet i rovdjurssamhällen kan i somliga fall öka sannolikheten för *intraguild* predation, då en rovdjursart livnär sig på en annan (Letourneau et al. 2009).

Vid hög populationsdensitet av nykläckta skadegörande fjärilslarver på en och samma växt kan 30–50% av larverna använda ballongflykt för att nå en ny värdväxt (Sokame et al. 2020). Det gör att även om push-pull används kan larver som kläcks i fångstgrödan eller i vilda gräsarter migrera till majsbeståndet (Sokame et al. 2020). Rovdjur kan vara viktiga för att stoppa återkolonisering och minska skadan av larver som etablerats trots push-grödan. I studier har rovdjurens abundans, dvs antal individer på en plats, och mängden skadedjur som konsumerats ökat i majsodlingar som tillämpat push-pull (Midega & Khan 2003; Midega et al. 2006, 2015). De viktigaste generalistiska rovdjuren för biologisk bekämpning av skadegörande fjärilslarver tillhör familjerna *Formicidae* (myror), *Forficulidae* (hjärtfot tvestjärtar) och ordning *Araneae* (spindlar) (Bonhof 2000; Midega & Khan 2003; Midega et al. 2006).

2.3. Diversitet och resiliens

Den funktionella diversiteten, dvs mångfalden av sätt varpå olika arter har inverkan på ekosystemfunktioner, anses öka med ökande artrikedom (Peterson et al. 1998). Inom en funktionell grupp i ett artsamhälle kommer olika individer utföra en ekosystemsfunktion på olika sätt vilket kan beskrivas som en funktionell nisch (Peterson et al. 1998; Feit et al. 2019). Individerna kommer beroende på artsamhällets sammansättning ha olika stor betydelse för ekosystemsfunktionen och delvis eller helt överlappa med andra individers funktionella nisch (Peterson et al. 1998). Responsdiversitet beskriver hur olika arter som utför samma ekosystemsfunktion reagerar olika på miljöförändringar (Elmqvist et al. 2003). Funktionell redundans är när flera individer utför liknande ekosystemsfunktioner (Feit et al. 2019). Vid förlust av en art kan andra funktionellt redundanta arter ta dess plats vilket förhindrar att ekosystemsfunktionen påverkas (Feit et al. 2019). Vid ökande artrikedom på en plats kan ekosystemsfunktionaliteten eller stabiliteten öka, beroende på om de introducerade arterna tillför ny funktionell nisch respektive funktionell redundans (Peterson et al. 1998). Studier av Crowder et al. (2010) visar att förutom artrikedom har den relativa abundansen av arter i samhället effekt på hur väl resurserna utnyttjas. Artrikedom eller taxonomisk diversitet används ofta för att uppskatta den funktionella diversiteten, även om dessa begrepp inte beskriver variationen av funktionella egenskaper hos enskilda arter (Sanders et al. 2018; Feit et al. 2019).

Ekologisk resiliens är ett mått på hur stor störning ett ekosystem kan utsättas för utan att det förlorar förmågan att omorganiseras till ett artsamhälle som utför samma ekosystemsfunktioner (Peterson et al. 1998). Störningar som är stora nog att nå ett ekosystems tröskelvärde medför att samhället inte kan omorganiseras och ekosystemsfunktionalitet förloras (Martin et al. 2019). Olika samhällen kan dessutom ha olika sammansättning och storlekar och därutöver olika förmåga att bibehålla ekosystemens funktionalitet under störningar (persistens) och kan återhämta sig olika snabbt efter störning (*recovery*) (Martin et al. 2019). Det gör att en funktionell grupp i ett samhälle med högre artrikedom kan ha större resiliens mot exempelvis klimatförändringar tack vare de olika arternas anpassningar och funktionella egenskaper (Elmqvist et al. 2003).

En jämnare fördelning av abundansen hos olika arter minskar riskerna för förlust av en enskild art (Gurr et al. 2012). Det gör det även mindre sannolikt att vissa nischer lämnas outnyttjade och att fler arter konkurrerar om samma resurs (Gurr et al. 2012). En lägre jämnhet i ett artsamhälle innebär att de ekosystemfunktioner de utövar kommer bero mer av de dominanta arternas funktionella nisch (Hillebrand et al. 2008). Ojämnhet kan vara en indikation på pågående störningar inom ekosystemet (Gurr et al. 2012).

2.4. Altitud och klimat

Altitud beskriver höjden av en plats i förhållande till havsnivån. Med ökande altitud sjunker temperaturen i atmosfären (Pepin et al. 2015). Globala temperaturhöjningar orsakade av människan har större inverkan på högre altituder, samtidigt som dygnets minimitemperaturer har observerats påverkas i högre grad än maximitemperaturer (Pepin et al. 2015). Altitud är även associerad med en minskande artrikedom högre upp i landskapet, eller ett maximum i intermediära altituder i relation till omgivande topografi (Sanders 2002).

Hassan et al. (1998) har kartlagt Kenyas odlingslandskap efter ”agro-ekologiska zoner” som baseras på altitud, klimat, och fuktighet. De områden som studien definierat som producerade högsta skördenivåerna av majs i landet var Kenyas högländ (1600–2900 m ö.h.), fuktiga områden i övergång till högländ (1200–2000 m ö.h.) och fuktiga intermediära altituder (1110–1500 m ö.h.). Dessa områden producerar ungefär 90% av landets totala skördevolymer av majs (De Groote 2002). Den skadegörande fjärilsarten *B. fusca* förekommer mer i högre och blötare klimat, medan *C. partellus* är vanligare på lägre altituder med torrare förhållanden (Ong’amo et al. 2006). Med en global temperaturökning och instabila vädermönster förväntas *C. partellus* som tidigare begränsats av kyla och humiditet att migrera till allt högre belägna delar av landskapet (Mwalusepo et al. 2015; Mutamiswa et al. 2017).

Temperaturen påverkar insekters mortalitet, utveckling, och fruktsamhet (Dent 2000). Arters utvecklingshastighet kommer att påverkas olika av klimatförändringar vilket kan komma att innebära att skadegörande fjärilslarver och deras naturliga fiendens förekomst inte längre sammanfaller under samma tidpunkter på odlingssäsongen (Ong’amo et al. 2006). Det skulle kunna försämra de rovfödande leddjurens biologiska bekämpningseffekt (Ong’amo et al. 2006). Med ändrade klimatförhållanden förväntas insekter migrera till mer passande habitat som respons, medan arter som redan bebor höga altituder lider större risk att dö ut (Parmesan 2006).

3. Syfte och frågeställning

Kenyas majsproduktion står idag inför problem med skadegörare vars inverkan på skördevolymerna förväntas förvärras med ytterligare klimatförändringar. Push-pull kan minska många av de skador som skadegörande fjärilslarver åsamkar, men i vilken grad och under vilka förhållanden undersöks än idag. Många rovlevande leddjur bidrar till kontroll av dessa skadedjur och har visat sig öka i antal vid odling med push-pull i jämförelse med renbestånd. Det är dock inte klart hur altituden påverkar förekomsten av rovlevande leddjur i majsfält.

Med denna bakgrund söks svar på frågan om altitud och samodlingssystem med push-pull eller bönor har inverkan på diversitet, jämnhet, och sammansättningen av rovdjurssamhället i majsbestånd i Kenyanska fält.

För att besvara dessa frågor har data från fältförsök erhållits av projektledare Mattias Jonsson och medarbetare från projektet *”Mot hållbar majsproduktion i Östra Afrika: resilienta odlingssystem i ett förändrat klimat”*, finansierat av Vetenskapsrådet (VR 2018–05843).

4. Metod

4.1. Datainsamling

Data har insamlats via ett projekt som undersöker klimatreiliensen i majs-produktionen i Kenya (VR 2018–05843). Försöken har lagts upp med mer komplexa perspektiv och samband i åtanke. Den här studien förenklar många av de tänkta parametrarna och avgränsas till en mindre del av de tillgängliga uppgifterna.

I studien användes 16 försöksgårdar i samarbete med lokala lantbrukare längs en altitudgradient i distrikten Homa Bay, Mt Elgon, Lambwe, och Vihiga. Varje gård hade ett fält som samodlades med push-pull ("PP") och ett fält utan push-pull ("NPP"). Fält med push-pull samodlades med push-grödan *Desmodium spp.* och pull-grödan *Cenchrus purpureus* ("Napier grass"). Fält utan push-pull samodlades med olika arter bönor. Avståndet mellan de två försöksfälten med de olika odlingssystemen varierade mellan försöksgårdarna med ett minimi-avstånd på 10 m.

Denna studie använde data från den första provtagningssäsongen. Den utfördes år 2019 under den korta regnperioden oktober - december. Två provtagningar gjordes under säsongen. Den första utfördes 3 veckor efter majsens uppkomst (utvecklingsstadiet V5), och den andra provtagningen gjordes innan reproduktiv utveckling hos plantan (utvecklingsstadiet V12 – V14). Det egentliga tidsspannet mellan provtagningar varierade mellan 3 – 6 veckor. Fångst av leddjur gjordes med 15 utplacerade "time traps" (en fallfälla med flera kammare som är öppna vid olika tid) och 6 vanliga fallfällor per provplats. Skillnaden mellan fällorna är att *time traps* kan separera fångst efter tidsspannet på dygnet de fångats vid. *Time traps* var lika stora som fallfällorna och var öppna lika länge. De två fångstmetoderna fångade in samma typ av marklevande leddjur. Fällorna var öppna i 24 timmar innan insamling.

4.2. Dataredigering

Datablad för provtagningen kategoriserades i två block: första och andra provtagningen för varje försöksgård. Databladet innehöll taxonomisk information om varje infångad individ på respektive gård samt a) datum för provtagning, b) altituden, c) vilket odlingssystem som använts (PP, NPP), d) fångstmetod och fällans nummer (*time trap*, fallfälla). Insekter identifierades av en lokal expert på International Center of Insect Physiology and Ecology (ICIPE).

Fångsten i enskilda fällor var för små för att kunna användas enskilt som datapunkter för ett givet fält. Infångade leddjur i samtliga *time traps* och fallfällor räknades samman till en grupp av leddjur per fält. För att ge fler datapunkter per altitud har fältens egentliga altitud förenklats till intervall. Indelningen har gjorts inom ± 75 m från det kategoriska värdet. Det skapades fyra kategorier med fyra tillhörande försöksgårdar vardera som här efter benämns 1200, 1350, 1500, respektive 1650 m ö.h. Egentligt intervall visas i Tabell 1.

Tabell 1. Förenkling av altitudgradienten till fyra kategorier och det egentliga intervallet (m ö.h.)

Altitudsteg, (m ö. h)	Intervall, egentlig altitud
1200	1150 - 1198
1350	1299 - 1360
1500	1459 - 1489
1650	1600 - 1686

Individer som inte identifierats till släkte eller en högre taxonomisk upplösning uteslöts från analysen. I databladet var släkte den upplösning som flest individer identifierats till. För att formatera taxonomisk information användes *Catalogue of Life* (CoL) (<https://www.catalogueoflife.org/>), *Integrated Taxonomic Information System* (ITIS) (<http://www.itis.gov>), samt andra taxonomiska uppslagsverk vid behov. Det gjordes för att bekräfta individernas nuvarande accepterade namn så att individer av samma släkte inte delades upp under flera benämningar eller stavningar. Efter formatering sammanställdes rovdjurssläkternas abundans efter fält, odlingssystem, och altitud. Beräkningar och diagram utformades i Microsoft Excel.

4.3. Shannons diversitets index

Diversitetsindex kan användas för att beskriva biologisk mångfald genom antalet individer inom viss taxonomisk gruppering på en plats (rikedomen) och deras relativa abundans (Fedor & Zvaríková 2019). Shannons diversitetsindex skapades för att mäta entropi i ett system och kan appliceras på ekologiska studier (Fedor & Zvaríková 2019). I min analys används beräkningen med avseende på släkte.

$$H = - \sum_{i=1}^n p_i \ln p_i$$

H benämner diversitetsindexet och p_i är den proportionella förekomsten av släktet i inom den totala rikedom S i stickprovet (Fedor & Zvaríková 2019). Värdet H har ett minimum vid 0 och maximum vid $\ln S$ (Fedor & Zvaríková 2019). Eftersom H är proportionerligt mot provets rikedom kommer provstorleken ha liten inverkan på resultatet (Fedor & Zvaríková 2019). Genom att dividera H med det maximala H värdet för provet ($\ln S$) ges ett normaliserat värde som beskriver Shannons jämnhetsindex E_H (Fedor & Zvaríková 2019). Jämnheten kan anta värden från 0 till 1, där 1 indikerar total jämnhet. En högre rikedom i ett stickprov kommer innebära större inverkan av jämnhet på H och vice versa (Fedor & Zvaríková 2019).

$$E_H = \frac{H}{\ln S}$$

4.4. Statistisk analys

GLMM (*Generalized linear mixed model*) är en analysmetod som tillåter en hierarkisk struktur där varians kan observeras inom och mellan olika grupperingar i data, samtidigt som samband tillåts beskrivas av både linjära och icke-linjära funktioner (Demidenko 2013). Responsvariablerna som testas i detta fall är H och E_H . De tillåts att bero av fix effekt, de parametrar i försöket som kontrollerats och återskapas (Lindahl & Lindh 2012). Slumpmässig effekt används för att beskriva inverkan av faktorer i försöket som har inverkan på responsvariabeln och inte kan återskapas eller är en samling av mindre faktorer (Lindahl & Lindh 2012). I det här försöket är de fixa faktorerna odlingssystemet (NPP, PP) och altituden (1200 m, 1350 m, 1500 m, 1650 m). Den slumpmässiga effekten är gårdarna och de olika fälten där provtagning gjordes. Värdena för E_H hade en normalfördelning med högerlutande skevhet och en gammafördelning användes för beräkning av modellen. PP respektive 1650 m ö.h. valdes ut som referensparametrar som jämfördes mot alla andra grupper inom respektive fixa faktor. Analysen utfördes i programvaran SPSS[®] (ver. 28, IBM[®]).

5. Resultat

5.1. Diversitet och jämnhet

De rolevande leddjuren som hittades på fälten tillhörde 95 unika släkten från 8 familjer inom klassen *Insecta* (insekter), och 19 familjer inom klassen *Arachnida* (spindeldjur). Shannons diversitets- och jämnhetsindex beräknades för varje fält för båda odlingssystemen. Diversitets- och jämnhetsindex, stickprovets storlek (abundans) och rikedom på släktesnivå sammanfattades för respektive odlingssystem (Tabell 2 och 3) och visualiserades som ett lådagran med diversitet (Figur 1) och jämnhet (Figur 2).

Tabell 2. Shannons diversitetsindex (H), Shannons jämnhetsindex (E_H), rovdjursabundans och rikedom beräknad för odlingssystem utan push-pull (NPP) kategoriserat efter fält på olika altitud.

NPP					
Altitud, m ö.h.	Provplats	Shannons diversitetsindex, H	Shannons jämnhetsindex, E_H	Abundans	Rikedom (släkte), S
1200	FARM 1	1,28	0,92	7	4
	FARM 6	2,56	0,92	36	16
	FARM 7	1,68	0,93	9	6
	FARM 10	-	-	1	1
1350	FARM 5	2,10	0,84	26	12
	FARM 8	1,58	0,88	13	6
	FARM 9	2,44	0,90	29	15
	FARM 11	2,69	0,97	21	16
1500	FARM 2	1,97	0,95	10	8
	FARM 3	-	-	1	1
	FARM 4	2,52	0,91	42	16
	FARM 12	1,56	0,97	6	5
1650	FARM 13	1,43	0,69	33	8
	FARM 14	0,53	0,49	13	3
	FARM 15	0,50	0,72	5	2
	FARM 16	1,51	0,69	22	9

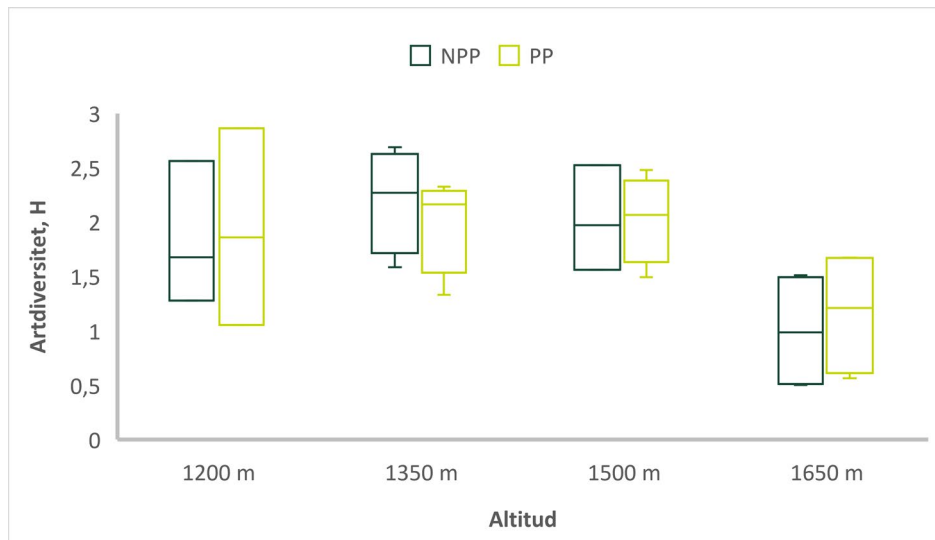
Tabell 3. Shannons diversitetsindex (H), Shannons jämnhetsindex (E_H), rovdjursabundans och rikedom beräknad för odlingssystem med push-pull (PP) kategoriserat efter fält på olika altitud.

PP					
Altitud, m ö.h.	Provplats	Shannons diversitetsindex, H	Shannons jämnhetsindex, E_H	Abundans	Rikedom (släkte), S
1200	FARM 1	1,86	0,89	15	8
	FARM 6	2,86	0,91	51	23
	FARM 7	1,05	0,96	5	3
	FARM 10	-	-	1	1
1350	FARM 5	2,18	0,88	27	12
	FARM 8	2,14	0,98	11	9
	FARM 9	2,32	0,88	34	14
	FARM 11	1,33	0,96	5	4
1500	FARM 2	2,08	0,95	15	9
	FARM 3	2,05	0,93	16	9
	FARM 4	2,48	0,97	16	13
	FARM 12	1,49	0,93	8	5
1650	FARM 13	0,75	0,54	14	4
	FARM 14	1,67	0,71	21	9
	FARM 15	0,56	0,81	4	2
	FARM 16	1,67	0,69	42	11

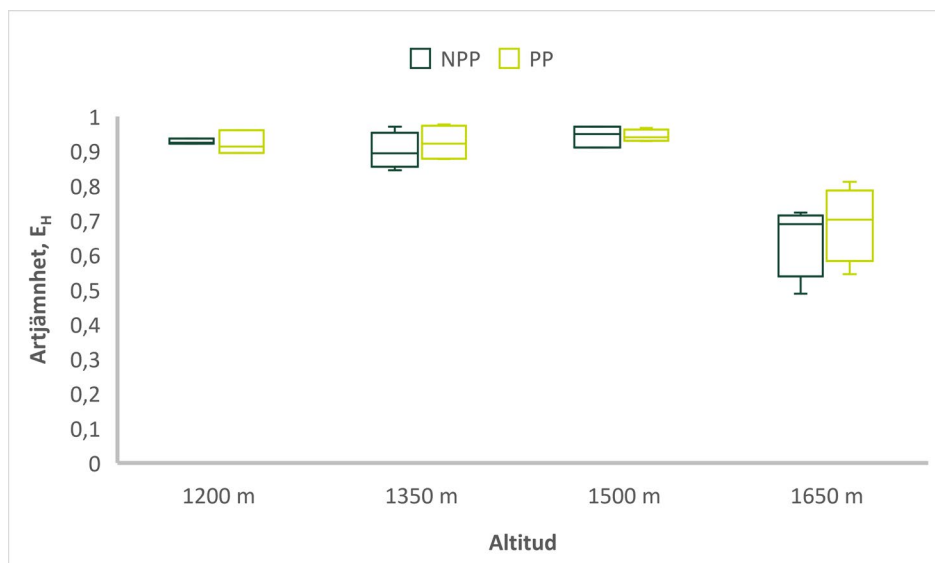
På fältet "FARM 3" i NPP och "FARM 10" i båda odlingssystemen hittades sammanlagt ett exemplar under båda provtagningstillfällena (Tabell 2 och 3). Diversitets- och jämnhetsindex beräknades inte för dessa.

En högre rikedom ger ett högre maximalt värde på diversiteten H enligt definition för Shannons diversitetsindex. Det förklarar varför fält "FARM 7" hade högre diversitet än "FARM 1" i NPP trots att proportionerna mellan abundansen av olika släkten i samhällena var liknande. När dessa värden konverterades till jämnhet E_H blir skalan den samma och dess likvärdiga jämnhet mer märkbar. De tvåfälten "FARM 5" och "FARM 9" hade samma jämnhetsindex E_H , men olika diversitetsindex H . Detta kan tillskrivas den större rikedom i "FARM 9" vilket gav högre diversitet i systemet.

Jämnheten E_H för de tre första altituderna hade medelvärden nära 0,9 med liten märkbar varians. För diversiteten H var spridningen större runt medelvärdena. Vid 1650 m ö.h var både diversitet och jämnhet märkbart lägre än vid övriga altituder.



Figur 1. Lådagram med Shannons diversitetsindex (H) för odlingssystem utan push-pull (NPP) och med push-pull (PP) indelat i kategorier av altitud.



Figur 2. Lådagram med Shannons jämnhetsindex (E_H) för odlingssystem utan push-pull (NPP) och med push-pull (PP) indelat i kategorier av altitud.

Ingen signifikant skillnad i effekt hittades med GLMM när PP testas mot NPP för både H och E_H .

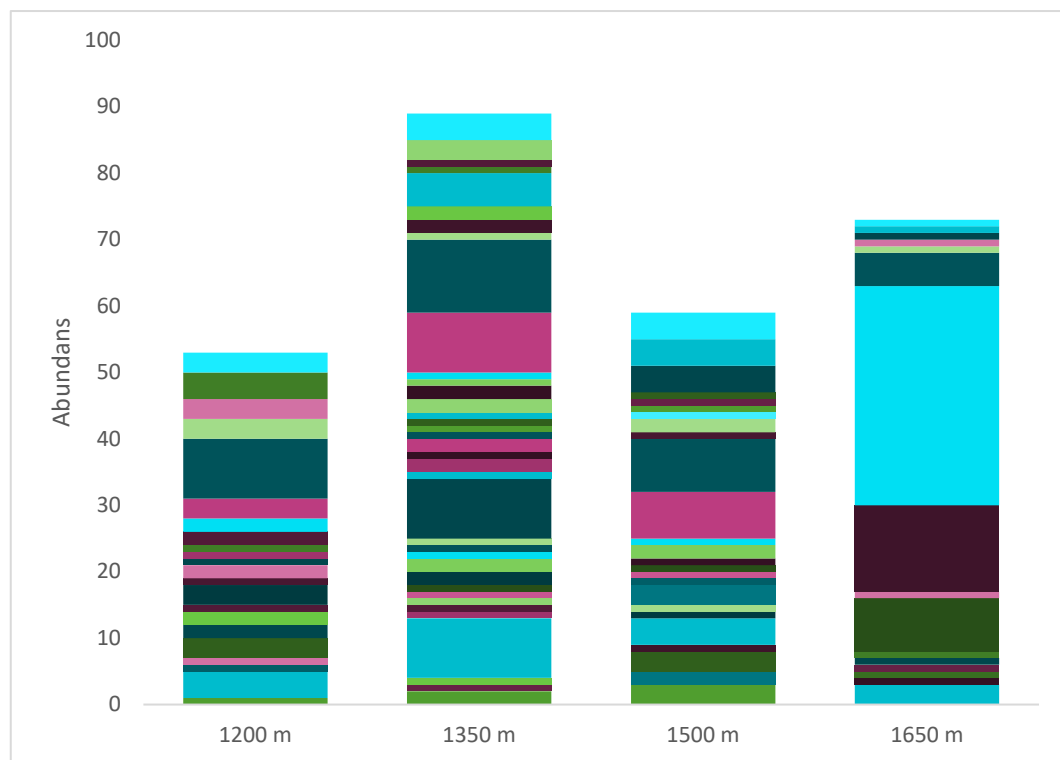
En signifikant skillnad i effekt hittades när altitudernas inverkan testades mot varandra. Diversiteten H var lägre vid 1650 m ö.h. ($0,993 \pm 0,276$) jämfört med de tre andra altituderna, 1200 m ($1,84 \pm 0,348$, GLMM, $t = 2,306$, $p < 0,05$), 1350 m

($2,203 \pm 0,322$, GLMM, $t = 3,165$, $p < 0,01$), 1500 m ($2,017 \pm 0,328$, GLMM, $t = 2,877$, $p < 0,01$).

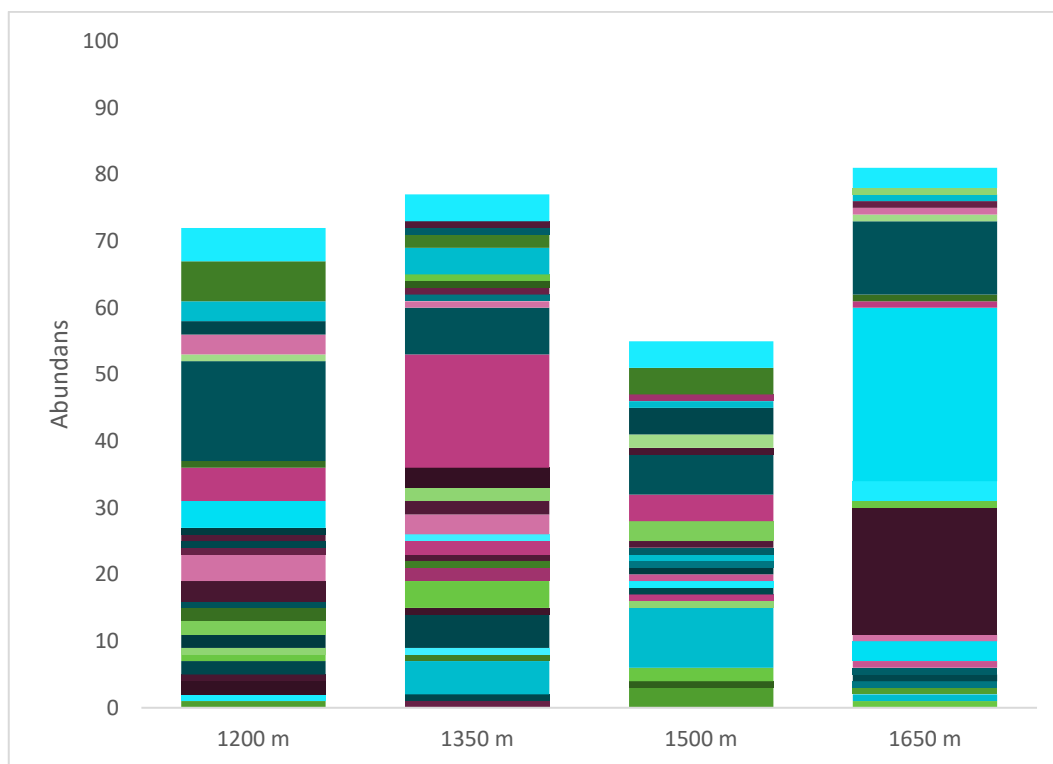
Jämnheten E_H var lägre vid 1650 m ö.h. ($0,648 \pm 0,052$) jämfört med de tre andra altituderna, 1200 m ($0,923 \pm 0,051$, GLMM, $t = 6,373$, $p < 0,0001$), 1350 m ($0,8975 \pm 0,048$, GLMM, $t = 6,584$, $p < 0,0001$), 1500 m ($0,943 \pm 0,049$, GLMM, $t = 7,085$, $p < 0,0001$).

5.2. Populationssammansättning

Den totala abundansen av rovlevande leddjur från de olika fälten inom altitudintervallen illustrerades som ett stapeldiagram (Figur 3 och 4). Höjden på stapeln var den sammanlagda totala abundansen och varje olikfärgat block motsvarar ett släkte och dess numeriska abundans. För en serieförklaring, se Bilaga 1. Släkten som utgjorde mer än 5% av den totala abundansen inom ett fält sammanställdes i en tabell (Tabell 4).



Figur 3. Staplad stapel med numerisk abundans av leddjurssläkten förekommande i fält på olika altituder utan push-pull (NPP). För serieförklaring, se Bilaga 1.



Figur 4. Staplad stapel med numerisk abundans av leddjurssläkten förekommande i fält på olika altituder med push-pull (PP). För serieförklaring, se Bilaga 1.

En stor variation av färgblock observerades för altituderna 1200 m, 1350 m, och 1500 m (Figur 3 och 4). Olika släktens andelar av stapeln såg ut att vara relativt jämnt fördelade och de mest abundanta släktena utgjorde som mest 22 % av rovdjurssamhället i PP 1350 m (Tabell 4)

På 1650 m kunde en minskad variation av färgblock noteras (Figur 3 och 4) vilket motsvarade den minskade diversiteten (Figur 1). Samtidigt utgjorde de mest abundanta släktena i rovdjurssamhället en större procentuell andel av totala abundansen (Tabell 4). Denna dominans av enskilda släkten gjorde rovdjurssamhället mindre jämnt fördelat (Figur 3 och 4), vilket motsvarade förändringen av jämnhet över altitud (Figur 2). Ett släkte, *Myrmicaria* (Saunders), utgjorde den största andelen på denna altitud, med 45 % av total abundans i NPP och 32 % i PP (Tabell 4). Detta följs av *Dolichoderus* (Lund) som utgjorde 18% av rovdjurssamhället i NPP och 23% i PP (Tabell 4).

Tabell 4. Procent av den totala abundansen i rovdjurssamhällen belägna i olika odlingssystem och altituder för de släkten som utgör > 5% av den totala abundansen.

NPP				PP			
1200 m				1200 m			
Familj	Genus	% av total abundans	Abundans	Familj	Genus	% av total abundans	Abundans
<i>Formicidae</i>	<i>Pachycondyla</i>	16,98%	9	<i>Formicidae</i>	<i>Pachycondyla</i>	20,83%	15
<i>Lycosidae</i>	<i>Lycosa</i>	7,55%	4	<i>Gryllidae</i>	<i>Metioche</i>	8,33%	6
<i>Gryllidae</i>	<i>Metioche</i>	7,55%	4	<i>Formicidae</i>	<i>Odontomachus</i>	6,94%	5
<i>Carabidae</i>	<i>Harpalus</i>	5,66%	3	<i>Trigonidiidae</i>	<i>Nemobius</i>	6,94%	5
<i>Staphylinidae</i>	<i>Ocypus</i>	5,66%	3	<i>Formicidae</i>	<i>Aphaenogaster</i>	5,56%	4
<i>Formicidae</i>	<i>Odontomachus</i>	5,66%	3	<i>Formicidae</i>	<i>Myrmicaria</i>	5,56%	4
<i>Formicidae</i>	<i>Pheidole</i>	5,66%	3				
<i>Formicidae</i>	<i>Ponera</i>	5,66%	3				
<i>Trigonidiidae</i>	<i>Nemobius</i>	5,66%	3				
1350 m				1350 m			
Familj	Genus	% av total abundans	Abundans	Familj	Genus	% av total abundans	Abundans
<i>Formicidae</i>	<i>Pachycondyla</i>	12,36%	11	<i>Formicidae</i>	<i>Odontomachus</i>	22,08%	17
<i>Lycosidae</i>	<i>Lycosa</i>	10,11%	9	<i>Formicidae</i>	<i>Pachycondyla</i>	9,09%	7
<i>Formicidae</i>	<i>Odontomachus</i>	10,11%	9	<i>Carabidae</i>	<i>Pterostichus</i>	6,49%	5
<i>Carabidae</i>	<i>Pterostichus</i>	10,11%	9	<i>Lycosidae</i>	<i>Lycosa</i>	6,49%	5
<i>Gryllidae</i>	<i>Gryllus</i>	5,62%	5	<i>Trigonidiidae</i>	<i>Nemobius</i>	5,19%	3
				<i>Gryllidae</i>	<i>Gryllus</i>	5,19%	3
				<i>Carabidae</i>	<i>Somotrichus</i>	5,19%	3
1500 m				1500 m			
Familj	Genus	% av total abundans	Abundans	Familj	Genus	% av total abundans	Abundans
<i>Formicidae</i>	<i>Pachycondyla</i>	13,56%	8	<i>Lycosidae</i>	<i>Lycosa</i>	16,36%	9
<i>Formicidae</i>	<i>Odontomachus</i>	11,86%	7	<i>Formicidae</i>	<i>Pachycondyla</i>	10,91%	6
<i>Lycosidae</i>	<i>Lycosa</i>	6,78%	4	<i>Formicidae</i>	<i>Odontomachus</i>	7,27%	4
<i>Gryllidae</i>	<i>Gryllus</i>	6,78%	4	<i>Trigonidiidae</i>	<i>Nemobius</i>	7,27%	4
<i>Trigonidiidae</i>	<i>Nemobius</i>	6,78%	4	<i>Gryllidae</i>	<i>Metioche</i>	7,27%	4
<i>Formicidae</i>	<i>Tetramorium</i>	6,78%	4	<i>Formicidae</i>	<i>Tetramorium</i>	7,27%	4
<i>Araneidae</i>	<i>Araneus</i>	5,08%	3	<i>Araneidae</i>	<i>Araneus</i>	5,45%	3
<i>Ctenidae</i>	<i>Crenus</i>	5,08%	3	<i>Formicidae</i>	<i>Myrmica</i>	5,45%	3
<i>Formicidae</i>	<i>Brachyponera</i>	5,08%	3				
1650 m				1650 m			
Familj	Genus	% av total abundans	Abundans	Familj	Genus	% av total abundans	Abundans
<i>Formicidae</i>	<i>Myrmicaria</i>	45,21%	33	<i>Formicidae</i>	<i>Myrmicaria</i>	32,10%	26
<i>Formicidae</i>	<i>Dolichoderus</i>	17,81%	13	<i>Formicidae</i>	<i>Dolichoderus</i>	23,46%	19
<i>Staphylinidae</i>	<i>Ochtheophilum</i>	10,96%	8	<i>Formicidae</i>	<i>Pachycondyla</i>	13,58%	11
<i>Formicidae</i>	<i>Pachycondyla</i>	6,85%	5				

Det visade sig att den största procentuella andelen av nästan alla rovdjurssamhällen utgjordes av släkten från familj *Formicidae* (myror) (Tabell 4). Detta väckte frågor om hur den totala andelen av myror och andra släkten förändrades med altitud och odlingssystem. Släkten och deras abundans sammanfattades på familj och ordningsnivå (Tabell 5 och 6) och ordningarnas abundans på olika altituder visualiserades med en staplad stapel (Figur 5 och 6).

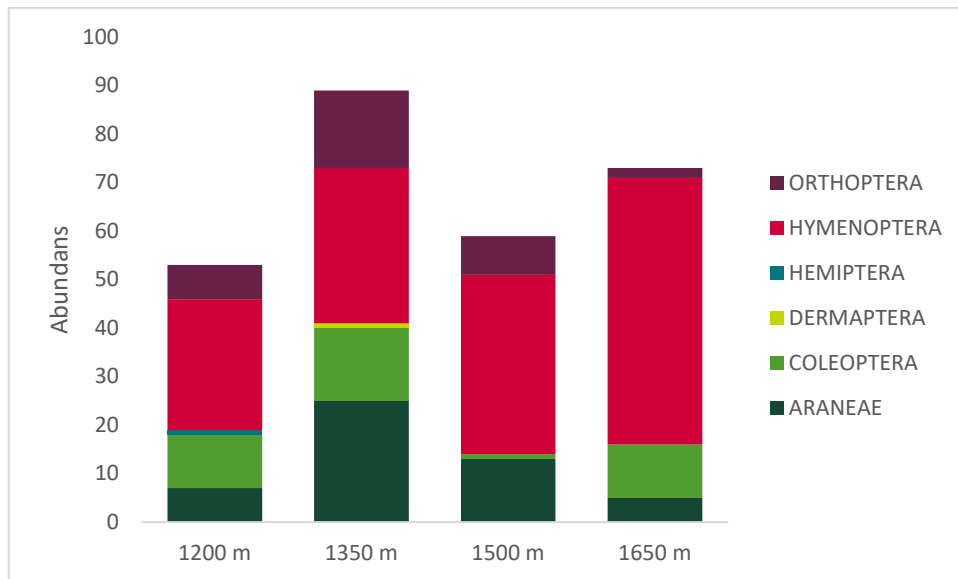
Tabell 5. Abundans kategoriserad efter ordning och tillhörande familjer i odlingssystem utan push-pull (NPP) på olika altituder.

ORDNING	Familj	Abundans			
		1200 m	1350 m	1500 m	1650 m
ARANEAE, Spindlar	<i>Araneidae</i>	1	2	3	0
	<i>Clubionidae</i>	0	0	2	0
	<i>Ctenidae</i>	0	1	3	0
	<i>Gnaphosidae</i>	0	0	0	0
	<i>Hypochilidae</i>	0	0	1	0
	<i>Lamponidae</i>	0	1	0	0
	<i>Lycosidae</i>	4	10	4	3
	<i>Migidae</i>	1	0	0	0
	<i>Miturgidae</i>	0	1	0	0
	<i>Oxyidae</i>	0	1	0	0
	<i>Plectreuridae</i>	0	1	0	0
	<i>Salticidae</i>	0	5	0	1
	<i>Scytodidae</i>	0	1	0	0
	<i>Selenopidae</i>	0	0	0	1
	<i>Sicariidae</i>	0	1	0	0
	<i>Stiphidiidae</i>	0	0	0	0
	<i>Theridiosomatidae</i>	0	1	0	0
	<i>Zoropsidae</i>	0	0	0	0
	Total	7	25	13	5
COLEOPTERA, Skalbaggar	<i>Carabidae</i>	7	12	0	3
	<i>Coccinellidae</i>	1	0	0	0
	<i>Staphylinidae</i>	3	3	1	8
	Total	11	15	1	11
DERMAPTERA, Tvestjärtar	<i>Forficulidae</i>	0	1	0	0
HEMIPTERA, Halvvingar	<i>Reduviidae</i>	1	0	0	0
HYMENOPTERA, Steklar	<i>Formicidae</i>	27	32	37	55
ORTHOPTERA, Hopprätvingar	<i>Gryllidae</i>	4	12	4	1
	<i>Trigonidiidae</i>	3	4	4	1
	Total	7	16	8	2
TOTAL		53	89	59	73

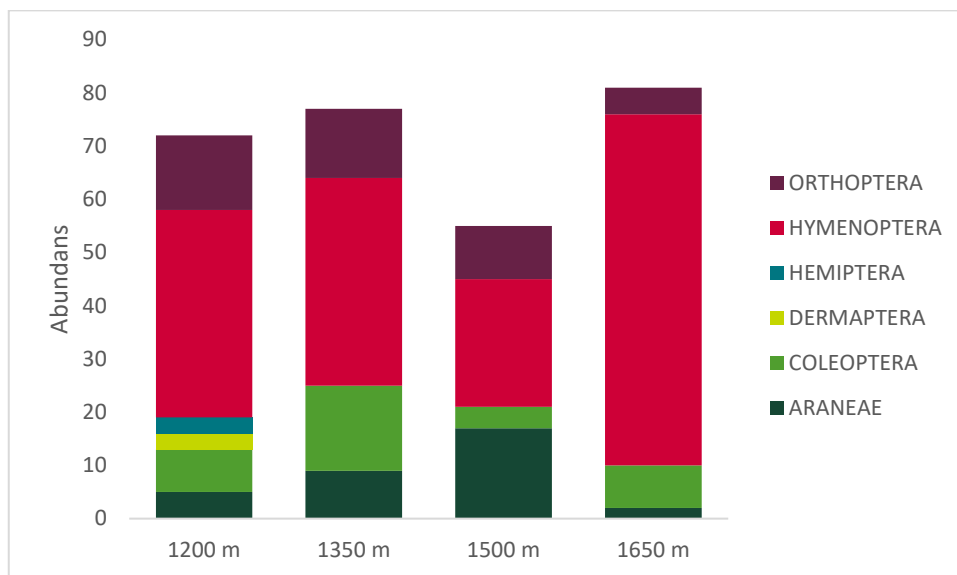
Tabell 6. Abundans kategoriserad efter ordning och tillhörande familjer i odlingssystem med push-pull (PP) på olika altituder

Ordning	Familj	Abundans			
		1200 m	1350 m	1500 m	1650 m
<i>ARANEAE</i> , Spindlar	<i>Araneidae</i>	1	0	3	0
	<i>Clubionidae</i>	0	0	0	0
	<i>Ctenidae</i>	0	1	1	0
	<i>Gnaphosidae</i>	0	1	0	0
	<i>Hypochilidae</i>	0	0	0	0
	<i>Lamponidae</i>	0	0	2	1
	<i>Lycosidae</i>	0	6	9	1
	<i>Migidae</i>	0	0	0	0
	<i>Miturgidae</i>	0	0	0	0
	<i>Oxypidae</i>	0	0	1	0
	<i>Plectreuridae</i>	1	0	0	0
	<i>Salticidae</i>	2	0	0	0
	<i>Scytodidae</i>	0	0	0	0
	<i>Selenopidae</i>	0	0	1	0
	<i>Sicariidae</i>	0	0	0	0
	<i>Stiphidiidae</i>	1	0	0	0
	<i>Theridiosomatidae</i>	0	0	0	0
	<i>Zoropsidae</i>	0	1	0	0
	Total	5	9	17	2
<i>COLEOPTERA</i> , Skalbaggar	<i>Carabidae</i>	3	13	1	4
	<i>Coccinellidae</i>	0	1	0	0
	<i>Staphylinidae</i>	5	2	3	4
	Total	8	16	4	8
<i>DERMAPTERA</i> , Tvestjärtar	<i>Forficulidae</i>	3	0	0	0
<i>HEMIPTERA</i> , Halvvvingar	<i>Reduviidae</i>	3	0	0	0
<i>HYMENOPTERA</i> , Steklar	<i>Formicidae</i>	39	39	24	66
<i>ORTHOPTERA</i> , Hopprätvingar	<i>Gryllidae</i>	9	9	6	2
	<i>Trigonidiidae</i>	5	4	4	3
	Total	14	13	10	5
TOTAL		72	77	55	81

Den mest individrika ordningen på alla höjder och odlingssystem var steklarna som endast inkluderade familjen myror i den här studien (Tabell 5 och 6). På 1650 m ö.h. utgjordes nästan hela artsamhället av myror (Figur 5 och 6). Skalbaggar, hopprätvingar och spindlar var andra dominerande grupper av släkten, men inte i samma storleksordning som myrornas abundans (Figur 5 och 6). Andra ordningar än steklarna minskade vid 1650 meters höjd (Tabell 5 och 6). Spindlarna utmärktes även av det stora antalet familjer som upphittades på fälten (Tabell 5 och 6).



Figur 5. Abundans av rovdjur i odlingssystem utan push-pull (NPP) på olika altituder, kategoriserat efter ordning.



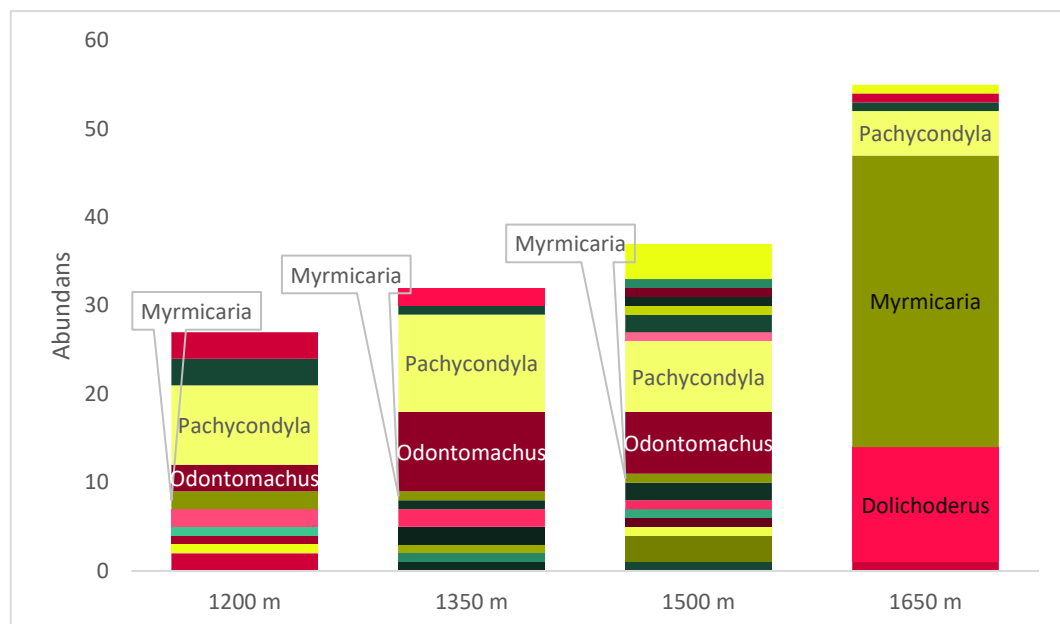
Figur 6. Abundans av rovdjur i odlingssystem med push-pull (PP) på olika altituder, kategoriserat efter ordning.

5.3. Sammansättning av familjen myror

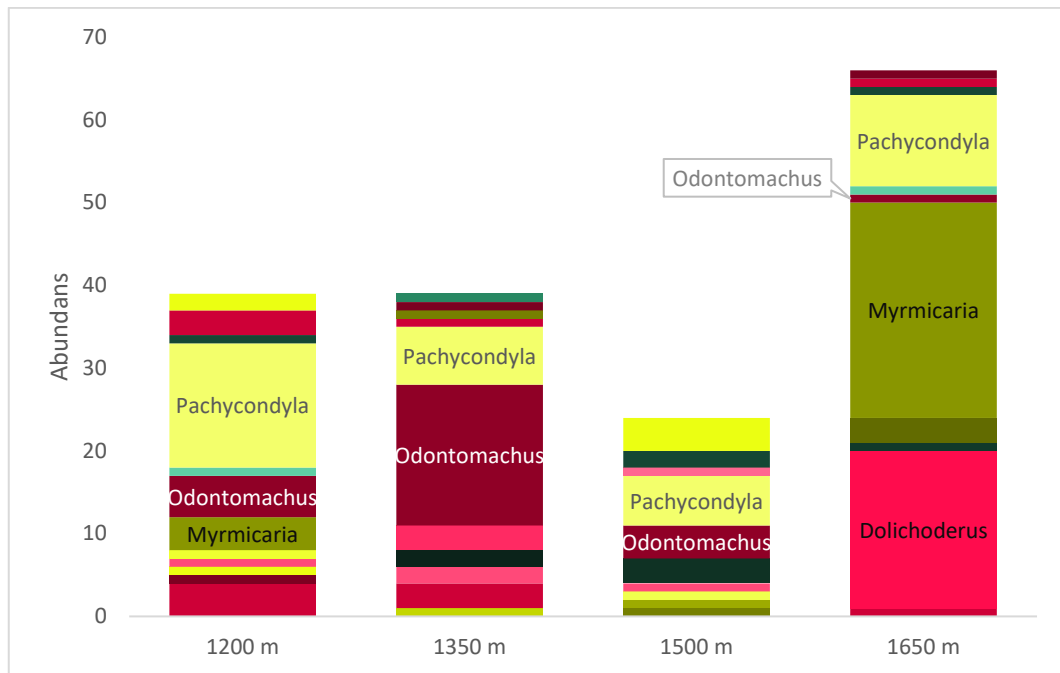
Eftersom släkten inom familjen myror utgjorde störst andel av samtliga artsamhällen i databladen för fälten undersöktes sammansättningen av släkten inom denna familj särskilt. Abundansen av olika myrsläkten på olika altituder visualiserades som en staplad stapel (Figur 7 och 8). Serieförklaring hittas i Bilaga 2.

Pachycondyla (Smith, F.) och *Odontomachus* (Latreille) var de mest abundanta myrsläktena på de tre lägsta altituderna (Tabell 4). Vid 1650 m ö.h. var det *Myrmicaria* följt av *Dolichoderus* som dominerade myrsamhället (Tabell 4). *Pachycondyla* utgjorde fortfarande > 5% av populationen på 1650 m ö.h. men var inte längre det mest dominanta släktet (Tabell 4).

Diversiteten inom familjen myror minskade grafiskt vid 1650 m höjd och fördelningen blev ojämnare (Figur 7 och 8) likt trenden för hela rovdjurssamhället (Figur 1 och 2). Den totala abundansen av myror ökade med stigande altitud (Figur 7 och 8). Det syntes även att de två släkten som dominerade på den högsta altituden inte var lika vanligt förekommande på de lägre altituderna (Figur 7 och 8). *Myrmicaria* hade förekommit i lägre antal, men *Dolichoderus* hittades inte på annan altitud än 1650 m ö.h. (Tabell 4). Den högre totala abundansen vid den högsta undersökta altituden hade inte varit möjlig om de två nya dominanta släktena inte tillväxte i abundans (Figur 7 och 8).



Figur 7. Staplad stapel över numerisk abundans av myrsläkten förekommande i prov på olika altituder utan samodling med push-pull (NPP). För serieförklaring, se Bilaga 2.



Figur 8. Staplad stapel över numerisk abundans av Formicidae genus förekommande i prov på olika altituder med samodling med push-pull (PP). För serieförklaring, se Bilaga 2.

6. Diskussion

6.1. Odlingssystem och diversitet

I min analys fann jag ingen effekt av push-pull på rovdjurssamhällenas diversitet och jämnhet. En möjlig förklaring till detta är att fält utan push-pull i studien samodlades med bönsluggor vilket innebär att båda odlingssystem har en samodlad gröda som erbjuder de rovlevande leddjuren alternativa resurser. Inga märkbara skillnader i samansättningen av rovdjurssamhället hittades vilket indikerar att inget system föredrogs över den andra av enskilda släkten på ett sätt som har konsekvenser för diversitet, jämnhet eller dominans. I studier som undersökt push-pulls effekt på rovdjurssamhällen jämfört med majs i monokultur har signifikanta öknings av diversitet och abundans hittats (Midega & Khan 2003; Midega et al. 2006). En studie av Kebede et al. (2018) undersökte effekten på rovlevande leddjurs abundans när avväjningsgrödan *Desmodium spp.* byttes ut mot vanlig böna (*Phaseolus vulgaris* L.) och fann att båda odlingssystemen hade liknande effekt när de jämfördes mot majs i monokultur. De här studierna sätter min analys i perspektivet av pågående forskning men eftersom inga kontrollrutor utan samodling användes i min analys kan ingen slutsats dras om huruvida samodlingen har en positiv effekt på rovdjurssamhället jämfört med monokultur.

De odlingssystem jag analyserat skiljer sig, förutom valet av samodlingsgröda, genom att pull-gröda enbart odlades i utkanten av fält med push-pull. Det skulle kunna innebära att PP fält kan erbjuda en större variation av alternativa resurser än NPP. Kebede et al. (2018) såg att odling av fångstgröda runt majs fält i monokultur och med samodlad böna kunde öka förekomsten av rovlevande leddjur i beståndet, men att effekten även berodde på variationen av vegetation i omgivande landskap. De flyktiga kemikalier som utsöndras av *Desmodium spp.* har visat sig attrahera vissa naturliga fienden till skadegörande fjärilslarver (Khan et al. 2010) och en hypotes skulle kunna vara att push-pull beståndet av den anledningen skulle vara att föredra för rovdjuren. Det har inte varit fallet i den här analysen och skulle kunna förklaras av att de rovdjur som undersökts inte är mottagliga för den kemiska signalen eller att generalister inte attraheras av tecken på kolonisering av herbivorer då deras födointag är bredare.

6.2. Altitud och diversitet

En förändring i diversitet och jämnhet hos rovdjurssamhället blev först märkbar vid 1650 m ö.h. där den minskar. De lägre altituderna som jag undersökte pekade på en högre diversitet och jämnhet med medelvärden i liknande storleksordning. Den minskade diversiteten och jämnheten vid 1650 m ö. h. förklaras delvis av att släkten som varit vanliga på lägre altituder minskar högre upp i altitudgradienten. En annan förklaring är att två myrsläkten (*Myrmicaria*, och *Dolichoderus*) dominerar samhället vid 1650 m ö.h. och det gör att totala abundansen fortsätter vara hög trots förlusten av diversitet. Dessa myrsläkten förekommer i låga antal eller inte alls på lägre altituder. Det är möjligt att de två myrsläktena trivs bättre under de klimatförhållanden som hittades på den högre altituden. Det är dock oklart om dominansen beror på att de två myrsläktena konkurrerar ut övriga individer i samhället eller om de andra släktena försvinner av sig själva för att miljön blir ogästvänligare vid högre altituder. Dominans av enskilda arter kan även indikera att samhället har förlorat andra arter som varit viktiga för den dominanta artens populationsreglering, såsom deras naturliga fiender, konkurrenter, eller deras alternativa bytesdjur (Sanders et al. 2018). Förlusten av en art kan ha konsekvenser för resten av näringsväven. Ingen slutsats om varför dominansen uppstår kan dras av den här analysen. Det skulle vara intressant att undersöka fler altitudpunkter ovan 1650 m ö.h. för att se om diversitet och jämnhet fortsätter att minska och vad som händer med dominansen. Samtidigt har ingen förklaring till varför altitud har negativ inverkan på diversiteten undersökts i den här analysen. En teori skulle kunna vara altitudbetingade temperatur- och vädterskillnader, men sambanden måste undersökas i en annan studie.

Andra studier som undersökt majsält i Kenya och Etiopien har också funnit att myror är den mest abundanta gruppen av rovlevande leddjur (Bonhof 2000; Midega & Khan 2003; Kebede et al. 2018) och de anses vara viktiga som rovdjur på flera av de skadegörande fjärlarnas olika utvecklingsstadier (Bonhof 2000). I min sökning av litteratur har det varit svårt att hitta källor som beskriver ekologin hos de arter som varit av intresse för den här analysen. Inom släkten kan variationen av arternas egenskaper vara stor och det skulle vara svårt att undersöka varför just *Myrmicaria*, och *Dolichoderus* förekommer i sådana mängder utan att först förstå vilka arter det gäller.

Spindlar utgjorde en betydande del av de flesta fälts rovdjurssamhällen och hade ett större antal familjer än övriga ordningar. Det är oftast spindlar som uppvisar högst taxonomisk mångfald och är bland de viktigaste beståndsdelarna i en predatorpopulation för effektiv naturlig bekämpning av skadedjur i ett flertal odlingslandskap världen över (Midega et al. 2008). Däremot har de visat sig föredra andra byten än skadegörande fjärilslarver, vilket kan minska deras bidrag till den biologiska bekämpningen av skadedjur på majsfälten (Midega et al. 2008). Olika familjer inom ordningen har olika metoder för predation och kan i och med en stor variation av familjer på fältet möjligen bidra med fler komplementära strategier (Cardoso et al. 2011). Den här studien har visat på en betydande minskning i abundans och rikedom av spindlar vid 1650 m ö.h. och indikerar förlust av viktiga komponenter i rovdjurssamhället.

Dominans av enskilda släkten och minskad diversitet innebär ofta att färre komplementära strategier utnyttjas (Peterson et al. 1998; Hillebrand et al. 2008). Det kan innebära att det finns brister på rovdjur som livnär sig på vissa utvecklingsstadier av de skadegörande fjärilarna, mindre chans för att förekomsten av rovdjur och skadedjur sammanfaller under samma tid på säsongen, och andra sätt som ett rovdjurssamhälle med hjälp av sin diversitet bidrar till att komplettera varandra. Minskad diversitet kan dessutom ha negativ effekt på både redundans och responsdiversitet och det kan göra artsamhällena mer mottagliga för störningar och minskar förmågan till biologisk bekämpning (Elmqvist et al. 2003). I den här studien har abundansen fortsatt vara hög när diversitet och jämnhet minskat. Det indikerar att samhället fortfarande har förmåga att utöva populationskontroll på skadedjuren för tillfället, men att det blir funktionellt ensidigt.

6.3. Kritik

Ett stickprov som innehåller färre än två individer ger ett ogiltigt diversitetsindex. Den andra av de två provtagningar som utfördes år 2019 hade mindre provstorlekar som gav ett flertal ogiltiga diversitetsindexvärden. De två provtagningarna under säsongen räknades samman till den totala abundansen för att ge mer information om slakten på de olika fälten. Studien ser alltså på de rolevande leddjuren som bebor fälten vid två skilda tidpunkter i samma analys. Tidpunkterna är visserligen kopplade till majsbeståndets utvecklingsstadier, men det gör att information går förlorad. Över tid förändras rovdjurssamhällets sammansättning på en plats allt eftersom vegetation och klimat förändras (Gurr et al. 2012; Kebede et al. 2018). Eftersom provstorlekarna var mindre i andra provtagningstillfället fanns det redan information om hur rovdjur möjligen minskar i abundans mellan de två provtagningarna. Det går då heller inte att tyda från resultaten om vissa upptäckter gäller i allmänhet eller om källan till resultaten beror mer av första eller andra provtagningen. Skulle en liknande analys utföras rekommenderar jag att olika provtagningstillfällen undersöks var för sig. Information om vissa släktens ekologi har varit svåråtkomlig vilket även kan innebära misstag i urvalet av rolevande leddjur som analyserats.

Det är möjligt att skillnader i rovdjurssamhället påverkades av omgivande vegetation och landskap mellan olika försöksgårdar. Olika komplexitet runt olika fält kan ge olika effekter på skadedjurs- och rovdjurssamhällen på olika sätt beroende på kontexten (Midega et al. 2014; Kebede et al. 2018). Det är en del av den slumpmässiga effekten från de olika försöksfälten som möjligen kan undersökas separat i en större analys.

För att kunna säga något om diversitetsförändringens faktiska inverkan på majsfältens produktivitet och växtskydd krävs att studien samtidigt undersöker de ekosystemsfunktioner som rovdjur utövar och ser om det finns en skillnad i dessa som korrelerar med diversitetsskillnaden. Taxonomisk diversitet behöver inte vara analog med funktionell diversitet och korrelera med den populationskontroll som samhället utövar på skadegörande fjärilslarver. Feit et al. (2019) har använt *molecular gut content analysis* (MGCA) där DNA i maginnehållet av rolevande leddjur används för att identifiera vilka arter de konsumerar. Med deras metodik har de kunnat utgå från en målorganism och undersöka vilka rovdjur som är mer aktiva i populationskontroll av skadedjur och konkret kunna säga något om den funktionella redundansen för predation på den specifika målorganismen. En sådan studie skulle vara ett intressant komplement till denna studie för att förklara och vidare utforska diversitetens praktiska innebörd för förmågan till biologisk bekämpning av skadegörande leddjur.

Referenser

- Andow, D.A. (1991). Vegetational Diversity and Arthropod Population Response. *Annual Review of Entomology*, 36 (1), 561–586.
<https://doi.org/10.1146/annurev.en.36.010191.003021>
- Bonhof, M. (2000). *The impact of predators on maize stem borers in coastal Kenya*. (phd). S.n. <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/64041> [2021-04-23]
- Cardoso, P., Pekár, S., Jocqué, R. & Coddington, J.A. (2011). Global Patterns of Guild Composition and Functional Diversity of Spiders. *PLOS ONE*, 6 (6), e21710. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021710>
- Cook, S., Khan, Z. & Pickett, J. (2007). The Use of Push-Pull Strategies in Integrated Pest Management. *Annual review of entomology*, 52, 375–400.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ento.52.110405.091407>
- Crowder, D.W., Northfield, T.D., Strand, M.R. & Snyder, W.E. (2010). Organic agriculture promotes evenness and natural pest control. *Nature*, 466 (7302), 109–112. <https://doi.org/10.1038/nature09183>
- De Groote, H. (2002). Maize Yield Losses from Stemborers in Kenya. *Insect Science and its Application*, 22, 89–96.
<https://doi.org/10.1017/S1742758400015162>
- De Groote, H., Kimenju, S.C., Munyua, B., Palmas, S., Kassie, M. & Bruce, A. (2020). Spread and impact of fall armyworm (*Spodoptera frugiperda* J.E. Smith) in maize production areas of Kenya. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 292, 106804. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106804>
- Demidenko, E. (2013). *Mixed Models: Theory and Applications with R*. Somerset, UNITED STATES: John Wiley & Sons, Incorporated.
<http://ebookcentral.proquest.com/lib/slub-ebooks/detail.action?docID=1365053> [2021-05-10]
- Dent, D. (2000). *Insect pest management*. 2nd ed. Wallingford, Oxon, UK; CABI Pub.
- Dicke, M. & van Loon, J. (2000). Multitrophic effects of herbivore-induced plant volatiles in an evolutionary context. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 97, 237–249. <https://doi.org/10.1046/j.1570-7458.2000.00736.x>
- Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B. & Norberg, J. (2003). Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1 (9), 488–494.
[https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001)

- FAO (2018). *Integrated management of the Fall Armyworm on maize: A guide for Farmer Field Schools in Africa*. FAO.
https://assets.accessagriculture.org/s3fs-public/FAO_FFS_guide_for_FAW_control.pdf [2021-05-16]
- FAO, CIAT & World Bank (2021). *Digital Agriculture Profile Kenya*. Rome, Italy: FAO. <http://www.fao.org/documents/card/en/c/CB3958EN> [2021-04-16]
- FAO, IFAD, UNICEF, WFP & WHO (2020). *The State of Food Security and Nutrition in the World 2020: Transforming food systems for affordable healthy diets*. Rome, Italy: FAO, IFAD, UNICEF, WFP and WHO.
<https://doi.org/10.4060/ca9692en>
- Fedor, P. & Zvaríková, M. (2019). Biodiversity Indices. *Encyclopedia of Ecology*. 2. uppl. Elsevier BV, p.337-346. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10558-5>
- Feit, B., Blüthgen, N., Traugott, M. & Jonsson, M. (2019). Resilience of ecosystem processes: a new approach shows that functional redundancy of biological control services is reduced by landscape simplification. *Ecology Letters*, 22 (10), 1568–1577. <https://doi.org/10.1111/ele.13347>
- Gibb, T.J. & Oseto, C. (2020). Chapter 1 - Equipment and collection methods. I: Gibb, T.J. & Oseto, C. (red.) *Insect Collection and Identification (Second Edition)*. Academic Press, 5–69. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816570-6.00001-0>
- Gurr, G.M., Wratten, S.D., Landis, D.A. & You, M. (2017). Habitat Management to Suppress Pest Populations: Progress and Prospects. *Annual Review of Entomology*, 62 (1), 91–109. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-031616-035050>
- Gurr, G.M., Wratten, S.D. & Snyder, W.E. (2012). *Biodiversity and Insect Pests: Key Issues for Sustainable Management*. Hoboken, UNITED KINGDOM: John Wiley & Sons, Incorporated.
<http://ebookcentral.proquest.com/lib/slub-ebooks/detail.action?docID=881734> [2021-04-18]
- Hassan, R.M., International Maize and Wheat Improvement Center & Kenya Agricultural Research Institute (red.) (1998). *Maize technology development and transfer: a GIS application for research planning in Kenya*. Oxon ; New York: Cab International in association with the International Maize and Wheat Improvement Centre and the Kenya Agricultural Research Institute.
- Hillebrand, H., Bennett, D.M. & Cadotte, M.W. (2008). Consequences of Dominance: A Review of Evenness Effects on Local and Regional Ecosystem Processes. *Ecology*, 89 (6), 1510–1520.
<https://doi.org/10.1890/07-1053.1>
- Hurd, L.E. (2008). Predation: The Role of Generalist Predators in Biodiversity and Biological Control. I: Capinera, J.L. (red.) *Encyclopedia of Entomology*. Dordrecht: Springer Netherlands, 3038–3042.
https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6359-6_3112

- Kebede, Y., Baudron, F., Bianchi, F. & Tittone, P. (2018). Unpacking the push-pull system: Assessing the contribution of companion crops along a gradient of landscape complexity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 268, 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.09.012>
- Khan, Z.R., Midega, C.A.O., Bruce, T.J.A., Hooper, A.M. & Pickett, J.A. (2010). Exploiting phytochemicals for developing a "push-pull" crop protection strategy for cereal farmers in Africa. *Journal of Experimental Botany*, 61 (15), 4185–4196. <https://doi.org/10.1093/jxb/erq229>
- Khan, Z.R., Midega, C.A.O., Wadhams, L.J., Pickett, J.A. & Mumuni, A. (2007). Evaluation of Napier grass (*Pennisetum purpureum*) varieties for use as trap plants for the management of African stem borer (*Busseola fusca*) in a push-pull strategy. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 124 (2), 201–211. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.2007.00569.x>
- Khan, Z.R., Pickett, J.A., Berg, J. van den, Wadhams, L.J. & Woodcock, C.M. (2000). Exploiting chemical ecology and species diversity: stem borer and striga control for maize and sorghum in Africa. *Pest Management Science*, 56 (11), 957–962. [https://doi.org/10.1002/15264998\(200011\)56:11<957::AID-PS236>3.0.CO;2-T](https://doi.org/10.1002/15264998(200011)56:11<957::AID-PS236>3.0.CO;2-T)
- Letourneau, D.K., Jedlicka, J.A., Bothwell, S.G. & Moreno, C.R. (2009). Effects of Natural Enemy Biodiversity on the Suppression of Arthropod Herbivores in Terrestrial Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40 (1), 573–592. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120320>
- Lindahl, L.-Å. & Lindh, U. (2012). *Kvantitativ biologi: matematik, statistik, modeller*. 1. uppl. Stockholm: Liber AB.
- Martin, E.A., Feit, B., Requier, F., Friberg, H. & Jonsson, M. (2019). Chapter Three - Assessing the resilience of biodiversity-driven functions in agroecosystems under environmental change. I: Bohan, D.A. & Dumbrell, A.J. (red.) *Advances in Ecological Research*. Academic Press, 59–123. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2019.02.003>
- Midega, C. A. O., Bruce, T.J.A., Pickett, J.A. & Khan, Z.R. (2015). Ecological management of cereal stem borers in African smallholder agriculture through behavioural manipulation. *Ecological Entomology*, 40 (S1), 70–81. <https://doi.org/10.1111/een.12216>
- Midega, C.A.O., Jonsson, M., Khan, Z.R. & Ekbom, B. (2014). Effects of landscape complexity and habitat management on stem borer colonization, parasitism and damage to maize. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 188, 289–293. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.028>
- Midega, C. A. O., Khan, Z.R., Berg, J.V.D., Ogol, C.K.P.O., Dippenaar-Schoeman, A.S., Pickett, J.A. & Wadhams, L.J. (2008). Response of ground-dwelling arthropods to a 'push-pull' habitat management system: spiders as an indicator group. *Journal of Applied Entomology*, 132 (3), 248–254. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2007.01260.x>

- Midega, C.A.O. & Khan, Z.R. (2003). Impact of a Habitat Management System on Diversity and Abundance of Maize Stemborer Predators in Western Kenya. *International Journal of Tropical Insect Science*, 23 (4), 301–308. <https://doi.org/10.1017/S1742758400012364>
- Midega, C.A.O., Khan, Z.R., Berg, J.V.D., Ogot, C.K.P.O., Pickett, J.A. & Wadhams, L.J. (2006). Maize stemborer predator activity under ‘push – pull’ system and Bt-maize: A potential component in managing Bt resistance. *International Journal of Pest Management*, 52 (1), 1–10. <https://doi.org/10.1080/09670870600558650>
- Midega, C.A.O., Pittchar, J.O., Pickett, J.A., Hailu, G.W. & Khan, Z.R. (2018). A climate-adapted push-pull system effectively controls fall armyworm, *Spodoptera frugiperda* (J E Smith), in maize in East Africa. *Crop Protection*, 105, 10–15. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2017.11.003>
- Mutamiswa, R., Chidawanyika, F. & Nyamukondiwa, C. (2017). Dominance of spotted stemborer *Chilo partellus* Swinhoe (Lepidoptera: Crambidae) over indigenous stemborer species in Africa’s changing climates: ecological and thermal biology perspectives. *Agricultural and Forest Entomology*, 19 (4), 344–356. <https://doi.org/10.1111/afe.12217>
- Mwalusepo, S., Tonnang, H.E.Z., Massawe, E.S., Okuku, G.O., Khadioli, N., Johansson, T., Calatayud, P.-A. & Ru, B.P.L. (2015). Predicting the Impact of Temperature Change on the Future Distribution of Maize Stem Borers and Their Natural Enemies along East African Mountain Gradients Using Phenology Models. *PLOS ONE*, 10 (6), e0130427. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0130427>
- Ong’amo, G.O., Rü, B.P.L., Dupas, S., Moyal, P., Calatayud, P.-A. & Silvain, J.-F. (2006). Distribution, pest status and agro-climatic preferences of lepidopteran stem borers of maize in Kenya. *Annales de la Société entomologique de France (N.S.)*, 42 (2), 171–177. <https://doi.org/10.1080/00379271.2006.10700620>
- Parnesan, C. (2006). Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37, 637–669. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100>
- Pepin, N., Bradley, R.S., Diaz, H.F., Baraer, M., Caceres, E.B., Forsythe, N., Fowler, H., Greenwood, G., Hashmi, M.Z., Liu, X.D., Miller, J.R., Ning, L., Ohmura, A., Palazzi, E., Rangwala, I., Schöner, W., Severskiy, I., Shahgedanova, M., Wang, M.B., Williamson, S.N., Yang, D.Q., & Mountain Research Initiative EDW Working Group (2015). Elevation-dependent warming in mountain regions of the world. *Nature Climate Change*, 5 (5), 424–430. <https://doi.org/10.1038/nclimate2563>
- Peterson, G., Allen, C.R. & Holling, C.S. (1998). Ecological Resilience, Biodiversity, and Scale. *Ecosystems*, 1 (1), 6–18. <https://doi.org/10.1007/s100219900002>

- Ray, D.K., Ramankutty, N., Mueller, N.D., West, P.C. & Foley, J.A. (2012). Recent patterns of crop yield growth and stagnation. *Nature Communications*, 3 (1), 1293. <https://doi.org/10.1038/ncomms2296>
- Sanders, D., Thébault, E., Kehoe, R. & Veen, F.J.F. van (2018). Trophic redundancy reduces vulnerability to extinction cascades. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115 (10), 2419–2424. <https://doi.org/10.1073/pnas.1716825115>
- Sanders, N.J. (2002). Elevational gradients in ant species richness: area, geometry, and Rapoport's rule. *Ecography*, 25 (1), 25–32. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2002.250104.x>
- Sokame, B.M., Subramanian, S., Kilalo, D.C., Juma, G. & Calatayud, P. A. (2020). Larval dispersal of the invasive fall armyworm, *Spodoptera frugiperda*, the exotic stemborer *Chilo partellus*, and indigenous maize stemborers in Africa. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 168 (4), 322–331. <https://doi.org/10.1111/eea.12899>

Tack

Ben och Mattias. För ert oändliga tålamod och stöd.

Katten. För din lugnande närvaro under långa arbetsdagar.

Bilaga 1

■ ARANEAE: Araneus	■ ARANEAE: Clubiona	■ ARANEAE: Ancylometes	■ ARANEAE: Crenus	■ ARANEAE: Drassyllus	■ ARANEAE: Hypochilus
■ ARANEAE: Lampona	■ ARANEAE: Lycosa	■ ARANEAE: Tigrosa	■ ARANEAE: Trochosa	■ ARANEAE: Migas	■ ARANEAE: Zora
■ ARANEAE: Oxyopes	■ ARANEAE: Kibramoa	■ ARANEAE: Plectreurus	■ ARANEAE: Heliophanus	■ ARANEAE: Mexigonus	■ ARANEAE: Salticus
■ ARANEAE: Zygoballus	■ ARANEAE: Scytodes	■ ARANEAE: Hovops	■ ARANEAE: Selenops	■ ARANEAE: Sicarius	■ ARANEAE: Stiphidion
■ ARANEAE: Theridiosoma	■ ARANEAE: Tengella	■ ARANEAE: Zoropsis	■ Carabidae: Calleida	■ Carabidae: Calosoma	■ Carabidae: Dromius
■ Carabidae: Harpalus	■ Carabidae: Pterostichus	■ Carabidae: Siagoninae	■ Carabidae: Somotrichus	■ Carabidae: Speotarus	■ Carabidae: Sphaeroderus
■ Carabidae: Syntomus	■ Carabidae: Trechus	■ Coccinellidae: Cheilomenes	■ Staphylinidae: Anomognathus	■ Staphylinidae: Belonuchus	■ Staphylinidae: Creophilus
■ Staphylinidae: Ochtheophilum	■ Staphylinidae: Ocypus	■ Staphylinidae: Paederus	■ Staphylinidae: Philonthus	■ Staphylinidae: Stenus	■ Staphylinidae: Xantholinus
■ Forficulidae: Diaperasticus	■ Forficulidae: Forficula	■ Reduviidae: Panstrongylus	■ Formicidae: Acromyrmex	■ Formicidae: Allomerus	■ Formicidae: Aphaenogaster
■ Formicidae: Belonopelta	■ Formicidae: Brachyponera	■ Formicidae: Cardiocondyla	■ Formicidae: Crematogaster	■ Formicidae: Cyphodris	■ Formicidae: Dolichoderus
■ Formicidae: Dorymyrmex	■ Formicidae: Dorylus	■ Formicidae: Euponera	■ Formicidae: Formica	■ Formicidae: Formicoxenus	■ Formicidae: Hypoponera
■ Formicidae: Leptogenys	■ Formicidae: Liometopum	■ Formicidae: Mayriella	■ Formicidae: Monomorium	■ Formicidae: Myrmecia	■ Formicidae: Myrmecina
■ Formicidae: Myrmica	■ Formicidae: Myrmica	■ Formicidae: Odontomachus	■ Formicidae: Odontoponera	■ Formicidae: Pachycondyla	■ Formicidae: Perissomyrmex
■ Formicidae: Pheidole	■ Formicidae: Poecilomyrma	■ Formicidae: Ponera	■ Formicidae: Rhytidoponera	■ Formicidae: Solenopsis	■ Formicidae: Tapinoma
■ Formicidae: Temnothorax	■ Formicidae: Tetramorium	■ Formicidae: Wasmannia	■ Gryllidae: Euscyrtus	■ Gryllidae: Gryllus	■ Gryllidae: Loxoblemmus
■ Gryllidae: Metioche	■ Gryllidae: Oecanthus	■ Gryllidae: Teleogryllus	■ Gryllidae: Velarifictorus	■ Trigonidiidae: Nemobius	

Bilaga 2

■ Acromyrmex	■ Allomerus	■ Aphaenogaster
■ Belonopelta	■ Brachyponera	■ Cardiocondyla
■ Crematogaster	■ Cyphoidris	■ Dolichoderus
■ Doronomyrmex	■ Dorylus	■ Euponera
■ Formica	■ Formicoxenus	■ Hypoponera
■ Leptogenys	■ Liometopum	■ Mayriella
■ Monomorium	■ Myrmecia	■ Myrmecina
■ Myrmica	■ Myrmicaria	■ Odontomachus
■ Odontoponera	■ Pachycondyla	■ Perissomyrmex
■ Pheidole	■ Poecilomyrma	■ Poner
■ Rhytidoponera	■ Solenopsis	■ Tapinoma
■ Temnothorax	■ Tetramorium	■ Wasmannia